

MEJORA DE LA CONTRIBUCIÓN DEL SECTOR FORESTAL A LA LUCHA CONTRA EL CAMBIO CLIMÁTICO

HERRAMIENTAS DE ESTIMACIÓN DE CARBONO EN EL
MARCO DE PROYECTOS DE ABSORCIÓN DE GESTIÓN
FORESTAL MEJORADA: MEJORA DE LA PRODUCTIVIDAD
DE LOS SISTEMAS FORESTALES

DICIEMBRE DE 2025



El proyecto eco2for cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea NextGenerationEU

Este material ha sido desarrollado por:



ICIFOR–INIA, CSIC

Cómo citar:

Ramos, R, Núñez Manso, Y., Pardos, M y Calama, R. 2025. Herramientas de estimación de carbono en el marco de proyectos de absorción de gestión forestal mejorada: mejora de la productividad de los sistemas forestales. Versión 1. ICIFOR, INIA–CSIC. © 2025 by RUBÉN RAMOS et al. is licensed under CC BY-NC-ND 4.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

ÍNDICE

1. Marco del proyecto.....	4
2. Objetivo.....	4
3. Contexto	5
3.1. Problemas de regeneración natural de las dehesas y densificación.....	5
3.2. Problemas de decaimiento en pinares y plantaciones de enriquecimiento.	7
4. Metodología.....	9
4.1. Herramientas para la estimación <i>ex ante</i> de biomasa fijada por repoblaciones, en función de la edad, ubicación y densidad.....	9
4.2. Ecuaciones alométricas para estimación <i>ex post</i> del carbono (C) en repoblaciones.....	18
4.3. Factores de crecimiento y/o decrecimiento en altura o en diámetro en función del temperamento y la disponibilidad de luz en la estimación <i>ex post</i>	21
4.4. Aplicación de los factores de crecimiento y/o decrecimiento en altura o en diámetro a la estimación <i>ex ante</i> de la biomasa fijada en una densificación o plantación de enriquecimiento.	24
5. Referencias.....	26

INFORMACIÓN DEL DOCUMENTO

PROYECTO BF138 – CONVOCATORIA BIOECONOMÍA FORESTAL 2023	
Título del proyecto	Mejora de la contribución del sector forestal a la lucha contra el cambio climático
Acrónimo del proyecto	eco2for
Título acción	A2 Elaboración de nuevas herramientas de cálculo de gestión forestal mejorada
Título subacción	A.2.1. Desarrollo de Calculadoras de proyectos de absorción de gestión forestal mejorada.
Duración	M2–M18
Código resultado	R 2.1
Nombre del entregable	Calculadora de proyectos de absorción de mejora de la productividad.
Entidad coordinadora de la acción	INIA
Entidad coordinadora de la subacción	INIA

1. Marco del proyecto

La Oficina Española de Cambio Climático (OECC) ha sido pionera en el desarrollo de un sistema voluntario de registro de huella de carbono, proyectos de secuestro de carbono y reducción de emisiones a través del “Proyecto Clima” (MITECO, 2021). En el marco del sector forestal se ha despertado un alto interés por la generación de créditos ligados a proyectos de absorción por forestación, reforestación o restauración post incendios. Estos proyectos se fundamentan en la capacidad de fijación de carbono (C) atmosférico por parte de los nuevos bosques y terrenos forestales, generados de manera artificial en antiguos terrenos agrícolas, terrenos forestales yermos o bosques degradados (Bastin et al., 2019). De manera simultánea al auge de estos proyectos, surge la necesidad de desarrollar nuevos proyectos de absorción basados en la modificación de la gestión forestal actualmente aplicada en bosques ya establecidos, al objeto de optimizar la capacidad de fijación de C de los mismos (Ameray et al., 2021). La implementación de estos nuevos proyectos de absorción por gestión forestal mejorada permitirá ampliar y mejorar los sistemas voluntarios de registro de huella de carbono existentes.

En este contexto, el proyecto “Mejora de la contribución del sector forestal a la lucha contra el cambio climático, ECO2FOR”, (ECO2FOR, 2024) pretende reforzar la lucha contra el cambio climático mediante el desarrollo de proyectos absorción de carbono y mitigación en el ámbito forestal, atrayendo inversión privada y contribuyendo al desarrollo de actividad económica en el medio rural y lucha contra la despoblación. La segunda acción de este proyecto queda descrita como “Elaboración de nuevas herramientas de cálculo de gestión forestal mejorada (GFM)”. En concreto, se pretende el desarrollo de calculadoras de proyectos de absorción para poder determinar el aumento en los almacenes de C asociados a estos nuevos proyectos. En España, existen numerosos documentos que reflejan la selvicultura estándar propuesta para las distintas especies y formaciones forestales como el Compendio de Selvicultura de España (Serrada et al., 2008). Sin embargo, en la actualidad se han propuesto prácticas de gestión forestal, más allá de la regulación de la espesura, que pueden resultar en un aumento de la capacidad de absorción de los bosques por encima de sus niveles de base.

2. Objetivo

En el presente documento, se desarrollará la metodología propuesta para el cálculo de los stocks de carbono asociados a los proyectos de gestión forestal mejorada basados en la **mejora de la productividad de los sistemas forestales**. En sistemas forestales que presentan densidades defectivas, estancamiento del crecimiento, arbolado envejecido y poco vigoroso. (p.ej. dehesas no regeneradas de *Quercus sp.* o pinares mediterráneos con decaimiento y espesuras defectivas) se propone la realización de plantaciones de densificación y enriquecimiento, al objeto de alcanzar la espesura completa y aumentar la capacidad de fijación de CO₂.

3. Contexto

3.1. Problemas de regeneración natural de las dehesas y densificación

Las dehesas se definen como como sistemas de explotación ganadera y/o cinegética de carácter multifuncional, constituido por árboles aislados productores de bellotas que aparecen embebidos en una densa matriz de vegetación herbácea típica de pastizal, en el que la intervención del ser humano parece ser indispensable para mantener esta existencia conjunta a nivel local de árboles y pastos (Pulido y Picardo, 2010). Las especies dominantes de las dehesas son las representadas por el género *Quercus*, generalmente por encinas, alcornoques, quejigos y rebollo. La superficie calificada como dehesas en España se extiende entre las 2,5 y 5,8 millones de hectáreas, ocupando una gran relevancia dentro de la extensión del territorio nacional (Figura 1).



Figura 1. Mapa de la extensión de las dehesas (rosa) dentro del territorio nacional. Fuente: MITECO (2022).

Uno de los principales problemas de la dehesa es su falta de regeneración natural (Valladares, 2004; González–Rodríguez et al., 2012) que da lugar a masas cada vez más envejecidas. La regeneración natural queda definida como el proceso natural de reclutamiento de individuos a la población reproductora, compensando las pérdidas por mortalidad natural de la masa. Es un proceso lento y de complejas interacciones entre el desarrollo de la plántula los diferentes factores ambientales del medio (Clark et al., 1999; Pulido, 2002).

El proceso de regeneración natural del *Quercus* puede describirse en un ciclo de 8 fases: (1) floración, (2) fertilización, (3) crecimiento/caída prematura de los frutos, (4) maduración (5) dispersión, (6) emergencia, (7) establecimiento de plántulas y (8) establecimiento de brinzales (Díaz, 2014).

La fase más limitante que compromete la regeneración natural del *Quercus* es el reclutamiento, bien por la dispersión de semillas o por la mortalidad de las plántula (no llegan a establecerse) (Jordano, 2001).

En la etapa de dispersión de semillas la principal problemática radica en el hecho de su escasa dispersión. El adehesamiento disminuye de una forma clara la abundancia de animales dispersores capaces de movilizar las bellotas. En contraposición, la matorralización de las dehesas aumenta tanto el número de especies matorrales facilitadoras, como el de animales dispersantes. Asimismo, la distancia dispersora de los animales dispersantes de estos hábitats es limitada (en el caso de los roedores bajo copas y en el de los arrendajos a menos de 100 m), y un pronunciado adehesamiento hace que la mayor parte del almacenaje de las bellotas se realicen microhábitats no óptimos para la germinación y el establecimiento (Muñoz y Bonal, 2011).

De manera opuesta, como enunció Díaz (2014) el adehesamiento favorece la diversidad y de modo moderado las fases tempranas y predispersivas del ciclo de regeneración, pero, sin embargo, no compensan el colapso que genera en la dispersión, reforzando la idea que sostiene que la dehesa es un ecosistema insostenible a largo plazo y que por tanto requiere de la intervención del ser humano.

La heterogeneidad ofrecida por la existencia de un estrato arbustivo resulta de gran importancia para la regeneración durante las fases de germinación de las bellotas y emergencia de las plántulas. Se propia el desarrollo de microhábitats óptimos donde la facilitación que supone el sombreado del estrato arbustivo favorece la germinación y emergencia (Herrera, 1995). De esta forma, la densificación de las dehesas supondrá una mejora directa del éxito de reclutamiento.

Por otro lado, los usos tradicionales de la dehesa, principalmente el pastoreo extensivo, son los responsables de la formación de este ecosistema a lo largo de los años. La sustitución del pastoreo tradicional y extensivo por formas más intensivas en cargas y periodos con el objetivo de conseguir una mayor rentabilidad económica conduce a una superpoblación de herbívoros (Pulido, 2013) que se traduce en un aumento de la herbivoría de plántulas y brízales (Olmo Prieto et al., 2017), poniendo en riesgo la regeneración natural.

La regeneración del arbolado es una condición imprescindible para la persistencia del sistema adehesado, por lo que deben abordarse con urgencia técnicas de regeneración adecuadas desde el punto de vista económico y ecológico. Existen diferentes técnicas de regeneración asistida, siendo la que se ocupa en este documento la del desarrollo e implantación de **cultivos intensivos de *Quercus* en las dehesas (densificación)** (Figura 2).



Figura 2. Ejemplo de densificación de dehesas en El Dehesón, Torralba de Oropesa (Toledo).

3.2. Problemas de decaimiento en pinares y plantaciones de enriquecimiento.

Uno de los principales efectos del cambio climático sobre los biomas terrestres es el aumento de los procesos de mortalidad de sistemas forestales (Hartmann et al., 2022). Los procesos de decaimiento de sistemas forestales coetáneos, en donde los individuos se desarrollan y envejecen de forma conjunta mostrando un “comportamiento grupal”, se producen por los procesos de mortalidad genérica por la aparición de uno o varios factores nuevos o preexistentes que limitan el crecimiento de la masa, y causan que los árboles sufran un decaimiento “colectivo” (Sinclair y Hudler, 1988).

Para definir el concepto de decaimiento desde un punto de vista selvícola, se atiende al término “punto de pérdida de equilibrio” (Hartmann et al., 2018). Así, un proceso de decaimiento se caracteriza porque un sistema forestal alcanza un estado selvícola, producto de la convergencia de factores bióticos y/o abióticos, que desencadena un cambio de la estructura forestal actual a escala de rodal, y donde los procesos de mortalidad del arbolado, reversibles o no, dominan la dinámica del sistema (Navarro Cerrillo, 2025).

El decaimiento tiene una connotación de pérdida prematura del estado de salud de los individuos. Los síntomas del deterioro incluyen pérdida de crecimiento, hojas escasas y/o de tamaño insuficiente o deformadas, a menudo cloróticas, necrosis de ramillos, caída prematura de las hojas (escisión de hojas o defoliación); cosechas anormalmente grandes de frutos (“floración a muerte”), brotes adventicios, disminución del almacenamiento de reservas carbono estructural y no estructural, etc. (McDowell et al., 2022).

Durante los últimos años, el incremento de los periodos de sequía, las crías sequías, las olas de calor o el exceso de radiación han sido considerablemente influyentes en los procesos de mortalidad de los pinares mediterráneos. Estos eventos aumentan el estrés

del arbolado y el riesgo de mortalidad, directamente a través de impactos fisiológicos (Adams et al., 2009) o indirectamente a través de efectos sobre plagas y patógenos (Weed et al., 2013), provocando procesos graves de defoliación (Carnicer et al. 2011) y eventos de muerte masiva de bosques (Hammond et al., 2022). La muerte súbita de grandes extensiones de masas forestales representa una forma extrema de un episodio de mortalidad, en el que las tasas de mortalidad aumentan muy por encima de los niveles propios de un rodal o una cohorte de árboles. En el caso de los pinares mediterráneos, se observa que la muerte se produce de forma casi simultánea en cohortes enteras de árboles.

Estos procesos de mortalidad tienen implicaciones importantes sobre la gestión del arbolado. La silvicultura europea, dominada por sistemas forestales seminaturales o artificiales, se fundó sobre la premisa de una cierta “estabilidad climática”, lo que llevó al desarrollo de métodos selvícolas que garantizaran la persistencia de las masas y gestionar de manera predecible la regeneración, la composición, el desarrollo, el estado sanitario y la calidad productiva de muchos tipos de bosques (Serrada, 2011). Este enfoque tradicional de gestión basado en la “estabilidad” está siendo cuestionado debido a la “incertidumbre” inherente de los sistemas forestales, cada vez más dinámicos y complejos. De esta forma, se necesita de la implantación de estrategias orientadas a que los ecosistemas forestales objetos de gestión se adapten al cambio. En este contexto, dada la limitada diversidad específica y estructural de muchas masas, asociada a su origen artificial (lo que las dota de una escasa variedad de edades y tamaños), es necesario favorecer la diversidad de especies y estructuras a escala de rodal (incluso de bosque), entrando en juego las **plantaciones de enriquecimiento**. Las plantaciones de enriquecimiento para masas de pino son una técnica forestal basada en la siembra de especies arbóreas diferenciadas del pino para el incremento de la diversidad de especies del conjunto del rodal (Figura 3).



Figura 3. Ejemplo de plantación de enriquecimiento bajo repoblación de *Pinus sylvestris* en La Morcuera (Madrid) (izquierda) y bajo repoblación de *Pinus pinaster* en Alcobendas (Madrid) (derecha).

4. Metodología

En las presentes metodologías se proporcionan las herramientas necesarias para la estimación *ex ante* (anteriores a la instalación del proyecto de repoblación forestal) y *ex post* (una vez instalado el proyecto, y transcurridos una serie de años desde su implantación) del carbono total asociados a las repoblaciones forestales empleadas para la densificación de las dehesas y para las plantaciones de enriquecimiento en pinares con síntomas de decaimiento.

Las especies contempladas para la densificación de las dehesas son: *Quercus ilex* (encinas) *Quercus suber* (alcornoques), *Quercus faginea* (quejigo) y *Quercus pyreniaca* (rebollo).

Las especies contempladas para las plantaciones de enriquecimiento establecidos bajo el dosel tipo de *Pinus sylvestris*, *Pinus pinaster* y *Pinus halepensis* son: *Fagus sylvatica* (haya), *Quercus faginea* (quejigo), *Quercus ilex* (encinas) y *Quercus pyreniaca* (rebollo).

4.1. Herramientas para la estimación *ex ante* de biomasa fijada por repoblaciones, en función de la edad, ubicación y densidad.

El objetivo del desarrollo de esta herramienta es la presentación de modelos para la determinación *ex ante* de la biomasa fijada por hectárea (ha) repoblada en función de la edad, localización de plantación y densidad de plantación en la España peninsular. Las estimaciones pueden referirse a marcos temporales de hasta 40 años de edad, ya que son datos empleados para repoblaciones jóvenes.

Datos de ajuste

Para el desarrollo y ajuste de los modelos de biomasa se han empleado como fuente de las bases de datos de las parcelas propias del INIA repartidas por toda la Península, en combinación con bases de datos del sistema BASOKO, base de datos pública del Inventario forestal del País Vasco (BASONET), la base de datos de ENCE, la base de datos de la Universidad de Oviedo (UNIOVI) y la base de datos de la *Unidade de Xestión Forestal Sostible* de la Universidad de Santiago de Compostela. La metodología completa y detallada con el origen de la base de datos aparece desarrollada Calama et al. (2025).

Estimación de variables de interés

Para cada parcela se procede a realizar el cálculo de biomasa total (*Bparcela*) para cada una de las especies obtenido como. Este valor se ha extrapolado posteriormente a la hectárea (*Btot_ha*) en función de la superficie de cada parcela (*Sup*, m²) de muestreo (*Bha*).

$$B_{tot_{ha}} = 10000 \cdot \frac{B_{parcela}}{Sup}$$

En la Tabla 1 del presente informe se recogen el número de observaciones disponibles (parcelas) por especie y clase de edad, así como el valor medio de biomasa total por ha.

Tabla 1. Número de parcelas y biomasa total aérea observada (kg M.S. ha⁻¹) según clases de edad, identificados en las redes de parcelas de repoblaciones.

Especie	N total	Número de parcelas por clase de edad						Biomasa total (kg M.S. ha ⁻¹)					
		<5 años	6-10 años	11-15 años	16-20 años	21-25 años	>25 años	<5 años	6-10 años	11-15 años	16-20 años	21-25 años	>25 años
<i>Q. pyrenaica</i>	17	4	2	4	5	1	1	8	5	5402	19220	1268	1192
<i>Quercus faginea</i>	43	4	3	18	7	9	2	22	68	6822	16985	6899	55247
<i>Quercus ilex</i>	198	14	22	109	24	17	12	97	300	5356	10393	23604	23561
<i>Quercus suber</i>	77	3	9	34	17	6	8	25	2569	11644	12752	71140	18734
<i>Fagus sylvatica</i>	12	–	2	4	4		2	–	5706	27814	29709	–	14392 4

Construcción de los modelos

Para la construcción de modelos para la biomasa total aérea por hectárea (B_{tot_ha}), expresada en kg M.S. ha⁻¹ en función de la edad de la plantación (años), se han empleado como modelo base dos ecuaciones diferentes, el modelo alométrico (Ecuación 1) y el modelo de Richards–Chapman (Ecuación. 2). Para ambos modelos se plantea la inclusión de la densidad de plantación, definida por el número de pies por hectárea (N) presentes en la plantación. Asimismo, con el objetivo de hacer los modelos lo más explícitos posibles, se propone la de una variable de tipo climático media anual (X_{cl}), habiéndose evaluado la entrada de tres posibles variables climáticas derivadas de los modelos de la AEMET: (1) precipitación media anual (pp_m, expresada en mm), (2) temperatura media anual (tm, °C) y (3) índice de aridez de Martonne (definido como $M = pp_m/(tm+10)$).

$$B_{tot_ha} = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 N + b_2 X_{cl}]} \quad (\text{Ec. 1}),$$

$$B_{tot_ha} = [a_0 + a_1 N + a_2 X_{cl}] \cdot [1 - \exp^{(b \cdot edad)}]^c \quad (\text{Ec. 2}),$$

donde a, b y c representan parámetros a estimar.

Una alternativa a la entrada del modelo una variable de tipo climático media es el ajuste de los modelos por diferentes zonas geográficas, definidas de acuerdo a criterios litológicos y climáticos amplios (Figura 4).

La entrada de la zonificación geográfica en los modelos se realiza mediante una variable de tipo dummy (Z_1), que adopta un valor 1 en el caso de que la observación provenga de la zona, y 0 en el caso contrario (Ecuación 3 y Ecuación 4):

$$B_{tot_ha} = [a_0 + a_1 N + a_2 Z_1] \cdot edad^{[b_0 + b_1 N + b_2 Z_1]} \quad (\text{Ec. 3}),$$

$$B_{tot_ha} = [a_0 + a_1 N + a_2 Z_1] \cdot [1 - \exp^{(b \cdot edad)}]^c \quad (\text{Ec. 4}).$$



Figura 4. Mapa de las cinco grandes zonas territoriales para localización de los modelos de repoblaciones.

Resultados

Para las 5 especies contempladas para la densificación y las plantaciones de enriquecimiento ha sido posible ajustar los modelos dependientes de la densidad y un parámetro climático, con excepción para el *Quercus pyrenaica* en donde no se alcanza convergencia de ningún modelo. En cuanto a los modelos para zonas, en dos de las especies ha sido posible definir una zonificación regional, mientras que las tres restantes se presenta un modelo con validez única para toda la zona muestreada. Para *Quercus faginea* no ha sido posible ajustar ningún modelo para la biomasa total por hectárea, presentándose modelos para la biomasa del árbol medio en función de la densidad de la plantación y parámetros climáticos (Tabla 2).

Tabla 2. Resumen de los modelos ajustados para especies individuales (Modelo: modelo base seleccionado; X_CI: variable climática de tipo medio usado; Zonas: número de zonas geográficas definidas).

Especie	Modelo	X_CI	Zonas
<i>Q. pyrenaica</i>	Richards	–	Única
<i>Quercus faginea</i>	Alométrica	tm*	Única*
<i>Quercus ilex</i>	Alométrica	pp_m + tm	4
<i>Quercus suber</i>	Alométrica	pp_m	2
<i>Fagus sylvatica</i>	Alométrica	Martonne	Única

Nota: tm: temperatura media anual (°C), pp_m: precipitación media anual (mm), *: para *Q. faginea* los modelos ajustados son para la variable dependiente biomasa del árbol medio *bm*

A continuación, se presentan se presentan fichas con la parametrización de los modelos por especie individual para las 5 especies en las que ha sido posible el ajuste. En las fichas se incluyen además rangos de edad, densidad y variables climáticas muestreadas



en las plantaciones empleadas en el ajuste de los modelos. Se aconseja no emplear los modelos fuera del rango de las variables muestreadas. Asimismo, para una mayor comprensión de la metodología empleada, los modelos desarrollados se encuentran disponibles en Calama et al. (2025).

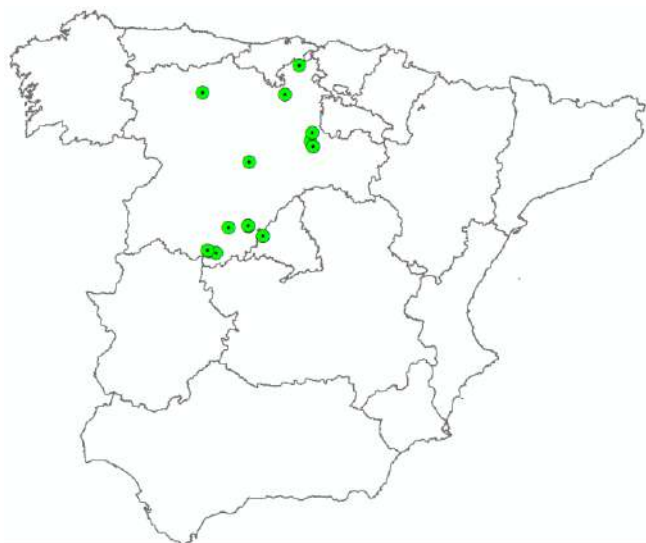
Quercus pyrenaica Willd.

Rangos muestrados

Variable	Medio	Min	Máx
Edad (años)	14,1	3	30
Densidad (pies/ha)	1184	249	2415
pp_m (mm)	706	457	1012
Tm (°C)	9,9	8,7	11,0
Martonne	35,5	22,3	51,0

Valores observados por clases de edad

Variable	<5 años	6– 10 años	11–15 años	16 – 20 años	21 – 25 años	>25 años
Btot_ha (kg/ha)	8	5	5402	19220	1268	1192
bm (kg)	0,01	0,01	2,67	9,44	0,91	1,43
hm (m)	0,30	0,35	1,59	3,41	1,23	1,65
N (pies/ha)	1095	469	1527	1293	1398	833



Provincias muestradas: 5, 9, 24, 28, 47

Número observaciones utilizadas en el ajuste: 17

Modelo base

$$Btot_{ha} = [a] \cdot [1 - \exp^{(b \cdot edad)}]^c$$

Código	R ² adj	AIC	a	b	c
43	9,43%	343,5	16141,6	-0,4947	1163,5

Modelo dependiente de densidad y parámetro climático

No se alcanza convergencia de ningún modelo

Modelo dependiente de densidad y zonificación

$$Btot_{ha} = [a_0 + a_1 N] \cdot [1 - \exp^{(b \cdot edad)}]^c$$

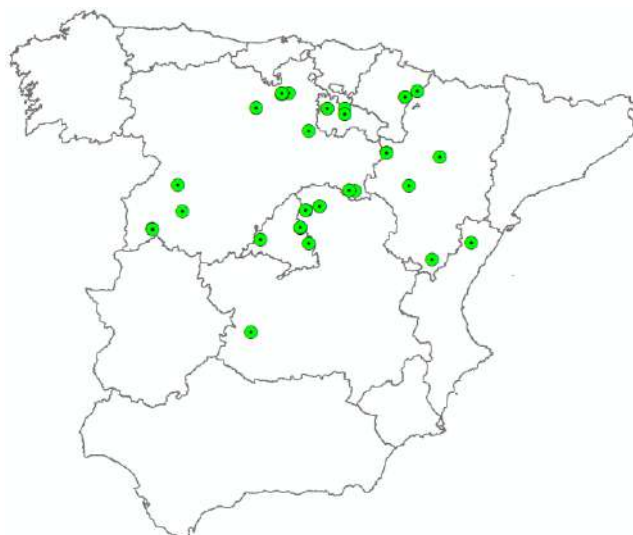
Zona validez geográfica	Código	R ² adj	AIC	a ₀	a ₁	b	c
Única	43-1	36,54%	339,4	-81160,3	218,2	-0,0006	0,6495

Nota: modelo en el que hubo que modificar criterios de convergencia. No utilizar con valores de densidad inferior a 500 pies/ha.

Quercus faginea Lam.

Rangos muestreados

Variable	Medio	Min	Máx
Edad (años)	15,3	3	30
Densidad (pies/ha)	948	86	1835
pp_m (mm)	605	409	929
Tm (°C)	11,8	9,4	14,3
Martonne	28,1	16,8	44,8



Valores observados por clases de edad

Variable	<5 años	6–10 años	11–15 años	16–20 años	21–25 años	>25 años
Btot_ha (kg/ha)	22	68	6822	16985	6899	55247
bm (kg)	0,03	0,06	8,10	13,92	7,95	65,85
hm (m)	0,30	0,33	2,22	3,52	1,72	6,42
N (pies/ha)	850	838	893	955	1158	842

Provincias muestreadas: 9, 12, 13, 19, 26, 28, 31, 37, 42, 44, 49, 50.

Número observaciones utilizadas en el ajuste: 43.

Modelo base

$$bm = a \cdot edad^b$$

Código	R ² adj	AIC	a	b
44	39,65	228,5	0,000022	4,3401

Modelo dependiente de densidad y parámetro climático

$$bm = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 x_{cl} + b_2 N]}$$

Código	R ² adj	AIC	x _{cl}	a ₀	a ₁	b ₀	b ₁	b ₂
44_tm	44,10%	229,49	tm	0,000033		4,0360	0,0336	-0,00022

Modelo dependiente de densidad y zonificación

$$bm = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 N]}$$

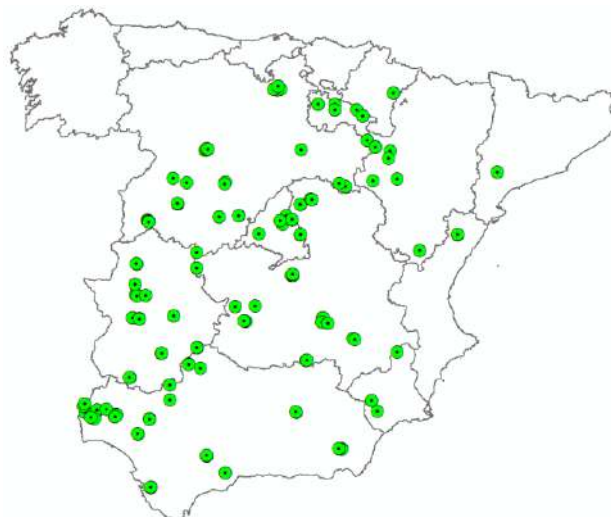
Zona validez geográfica	Código	R ² adj	AIC	a ₀	a ₁	b ₀	b ₁
Única	44-1	43,36%	229,16	0,000105		4,1428	-0,00029

Nota: para *Quercus faginea* no se han podido ajustar modelos para la biomasa total por hectárea, sino para la biomasa del árbol medio (*bm*). Para dar valores predichos de biomasa por hectárea multiplicar el valor predicho de *bm* por el número de pies por hectárea de la repoblación.

Quercus ilex L.

Rangos muestreados

Variable	Medio	Min	Máx
Edad (años)	14,5	1	31
Densidad (pies/ha)	751	125	5384
pp_m (mm)	545	265	948
Tm (°C)	14,0	8,7	18,6
Martonne	23,0	10,2	40,8



Valores observados por clases de edad

Variable	<5 años	6–10 años	11–15 años	16–20 años	21–25 años	>25 años
Btot_ha (kg/ha)	97	300	5356	10393	23604	23561
bm (kg)	0,05	0,75	10,61	16,28	27,71	40,68
hm (m)	0,38	0,58	1,47	2,56	2,53	2,94
N (pies/ha)	1309	774	688	666	858	644

Provincias muestreadas: 1, 2, 4, 5, 6, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 19, 21, 23, 25, 26, 28, 29, 30, 31, 37, 41, 42, 44, 45, 47, 49, 50.

Número observaciones utilizadas en el ajuste: 198.

Modelo base

$$Btot_{ha} = a \cdot edad^b$$

Código	R ² adj	AIC	a	b
45	20,19%	3802,0	9,3424	2,4145

Modelo dependiente de densidad y parámetro climático

$$Btot_{ha} = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 x_{cl1} + b_2 x_{cl2} + b_3 N]}$$

Código	R ² adj	AIC	x _{cl1}	x _{cl2}	a ₀	a ₁	b ₀	b ₁	b ₂	b ₃
45_Xcl	43,40%	3739,2	pp_m	tm	1,2437		1,4275	0,000725	0,0667	0,000433

Modelo dependiente de densidad y zonificación

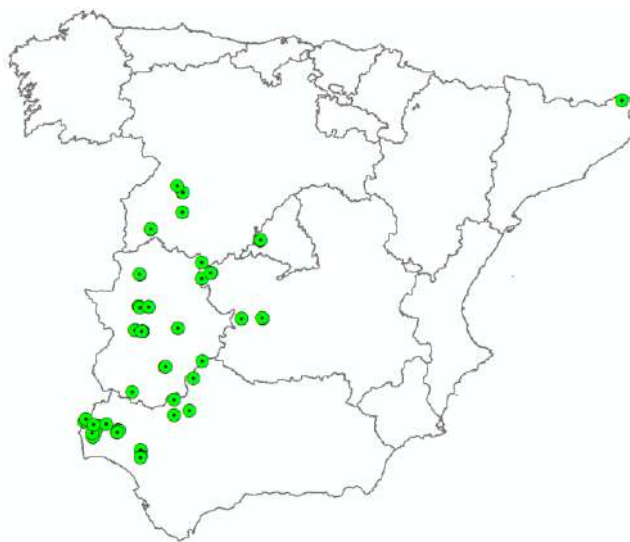
$$Btot_{ha} = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 N]}$$

Zona validez geográfica	Código	R ² adj	AIC	a ₀	a ₁	b ₀	b ₁
1: MN	45-1	54,40%	3695,1	0,0415	0,000491	3,2294	
2: CLEV + Salamanca + Zamora + Extremadura	45-2			0,0415	0,000491	3,6832	
3: Andalucía (salvo Almería y Granada)	45-3			0,0415	0,000491	3,5026	
4: Árido	45-4			0,0415	0,000491	3,4370	

Quercus suber L.

Rangos muestreados

Variable	Medio	Min	Máx
Edad (años)	15,8	4	30
Densidad (pies/ha)	510	28	1760
pp_m (mm)	595	450	948
Tm (°C)	15,7	11,1	18,6
Martonne	23,3	17,8	37,2



Valores observados por clases de edad

Variable	<5 años	6-10 años	11-15 años	16-20 años	21-25 años	>25 años
Btot_ha (kg/ha)	25	2569	11644	12752	71140	18734
bm (kg)	0,03	5,96	29,49	29,84	92,80	67,66
hm (m)	0,46	1,55	3,31	3,81	6,10	5,38
N (pies/ha)	783	449	562	402	722	326

Provincias muestreadas: 5, 6, 10, 13, 14, 17, 21, 28, 37, 41, 45, 49

Número observaciones utilizadas en el ajuste: 77

Modelo base

$$Btot_{ha} = a \cdot edad^b$$

Código	R²adj	AIC	a	b
46	16,33%	1542,8	57,1191	1,9934

Modelo dependiente de densidad y parámetro climático

$$Btot_{ha} = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 x_{cl} + b_2 N]}$$

Código	R²adj	AIC	x_cl1	a₀	a₁	b₀	b₁	b₂
46_pp	80,22%	1437,7	pp_m	62,0801	-0,0350	0,9141	0,00107	0,00102

Nota: modelo válido con densidades de plantaciones inferiores a 1600 pies/ha.

Modelo dependiente de densidad y zonificación

$$Btot_{ha} = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 N]}$$

Zona validez geográfica	Código	R²adj	AIC	a₀	a₁	b₀	b₁
1: Provincias 5, 13, 14, 28, 28, 37, 45, 49 (interior)	46-1	71,71%	1463,3	54,9898		1,4563	0,000569
2: Resto de zonas (Extremadura+ Andalucía Occ + Cataluña)	46-2			54,9898		1,7300	0,000569

Fagus sylvatica L.

Rangos muestreados

Variable	Medio	Min	Máx
Edad (años)	17,7	10	42
Densidad (pies/ha)	1236	283	2000
pp_m (mm)	1451	691	1843
Tm (°C)	11,0	8,6	12,6
Martonne	69,0	34,1	85,3

Valores observados por clases de edad

Variable	<5 años	6–10 años	11–15 años	16 – 20 años	21 – 25 años	>25 años
Btot_ha (kg/ha)	–	5706	27814	29709	–	143924
bm (kg)	–	3,72	20,24	27,13	–	335,26
hm (m)	–	3,35	6,42	6,51	–	18,07
N (pies/ha)	–	1513	1504	1067	–	763



Provincias muestreadas: 1, 9, 20, 31, 48.

Número observaciones utilizadas en el ajuste: 12.

Modelo base

$$Btot_{ha} = a \cdot edad^b$$

Código	R ² adj	AIC	a	b
71	83,17%	243,5	259,2	1,7465

Modelo dependiente de densidad y parámetro climático

$$Btot_{ha} = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 x_{cl} + b_2 N]}$$

Código	R ² adj	AIC	x_cl	a ₀	a ₁	b ₀	b ₁	b ₂
71_Mtn	94,51%	236.0	Martonne	25,2501	–0,0105	1,9871	0,0057	0,000361

Modelo dependiente de densidad y zonificación

$$Btot_{ha} = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 N]}$$

Zona validez geográfica	Código	R ² adj	AIC	a ₀	a ₁	b ₀	b ₁
Única	71–1	92,81%	237,3	3,7875	0,00954	2,7090	

Estimación de biomasa subterránea

Para la estimación de la biomasa subterránea se han aplicado valores de la razón biomasa de raíz/biomasa aérea (root:shoot ratio), tabuladas para cada especie individual (Tabla 3). Los valores se han obtenido de Ruiz–Peinado et al. (2011) y Ruiz–Peinado et al. (2012).

Tabla 3. Valores de la razón biomasa de raíz – biomasa aérea, por especies. Fuente: Ruiz–Peinado et al. (2011) y Ruiz–Peinado et al. (2012).

Especie	Root:Shoot ratio
<i>Quercus pyrenaica</i>	0,353
<i>Quercus faginea</i>	0,357
<i>Quercus ilex</i>	0,323
<i>Quercus suber</i>	0,323
<i>Fagus sylvatica</i>	0,163

4.2. Ecuaciones alométricas para estimación ex post del carbono (C) en repoblaciones.

El objetivo del desarrollo de esta herramienta es la presentación de modelos para la determinación ex post de la biomasa contenida en las repoblaciones forestales de densificación y plantación por enriquecimiento a partir de mediciones de inventario en campo o sensor remoto.

En primer lugar, se presentará una metodología basada en el uso de **ecuaciones de biomasa individual**. Esta metodología se basa en el uso de ecuaciones alométricas de biomasa individual, que permiten estimar la biomasa aérea de un individuo a partir de variables medidas directamente sobre el árbol. Se procederá al ajuste de los modelos no lineales de biomasa de árbol individual desarrollados por Menéndez et al. (2022, 2023) y Calama et al. (2022) a partir de tres variables independientes (diámetro en el cuello de la raíz, altura y área de proyección de la copa). Así, se pueden utilizar tres modelos (Modelo 1, Modelo 2, Modelo 3) a partir de cada variable individual, u otros dos modelos (Modelo 4 y Modelo 5), por combinación de las variables anteriores (Tabla 4):

$$b_{aerea} = \beta_0 \cdot (d)^{\beta_1} \quad \text{Modelo 1}$$

$$b_{aerea} = \beta_2 \cdot (h)^{\beta_3} \quad \text{Modelo 2}$$

$$b_{aerea} = \beta_4 \cdot (s_copa)^{\beta_5} \quad \text{Modelo 3}$$

$$b_{aerea} = \beta_6 \cdot (d^2 h)^{\beta_7} \quad \text{Modelo 4}$$

$$b_{aerea} = \beta_8 \cdot (BP)^{\beta_9} \quad \text{Modelo 5}$$

donde b_{aerea} es la biomasa aérea seca (Kg), d es el diámetro del cuello de la raíz (cm), h es la altura total del árbol (m), S_copa es la proyección de la copa (m²), BP (m³) es el biovolumen o biomass packing ($BP = s_copa \cdot h$) y β_i son los parámetros de cada modelo.

Tabla 4. Estimación de los parámetros, errores estándar asociados y estadísticos de bondad de ajuste para la biomasa aérea estimada para los 5 modelos descritos y las 5 especies seleccionadas.

MODELO	ESPECIE	β_i	ESTIMACIÓN	ERROR ESTÁNDAR	$Pr> t $	REMC	R^2_{adj}
MODELO 1 $b_{aerea} = \beta_0 \cdot (d)^{\beta_1}$ (Modelo dependiente del Diámetro del cuello de la raíz)	<i>Fagus sylvatica</i>	β_0	0,1569	0,0503	0,0059	4,2634	0,9560
		β_1	2,1178	0,1203	<0,0001		
	<i>Quercus faginea</i>	β_0	0,1410	0,0189	<0,0001	5,1008	0,7897
		β_1	1,8618	0,0710	<0,0001		
	<i>Quercus ilex</i>	β_0	0,0306	0,0037	<0,0001	10,3613	0,7794
		β_1	2,6580	0,0508	<0,0001		
	<i>Quercus pyrenaica</i>	β_0	0,0294	0,0038	<0,0001	0,3476	0,9681
		β_1	2,6326	0,0895	<0,0001		
	<i>Quercus suber</i>	β_0	0,0287	0,0073	0,0001	14,9719	0,7929
		β_1	2,4290	0,0906	<0,0001		
MODELO 2 $b_{aerea} = \beta_2 \cdot (h)^{\beta_3}$ (Modelo dependiente de la altura)	<i>Fagus sylvatica</i>	β_2	0,1781	0,0320	<0,0001	13,7530	0,5424
		β_3	2,4063	0,1127	<0,0001		
	<i>Quercus faginea</i>	β_2	0,7629	0,1530	<0,0001	7,4433	0,5523
		β_3	2,1255	0,1902	<0,0001		
	<i>Quercus ilex</i>	β_2	0,6520	0,0486	<0,0001	13,1252	0,6460
		β_3	2,8257	0,0675	<0,0001		
	<i>Quercus pyrenaica</i>	β_2	0,1706	0,0254	<0,0001	0,3778	0,9623
		β_3	2,9274	0,1265	<0,0001		
	<i>Quercus suber</i>	β_2	0,6772	0,1539	<0,0001	20,6097	0,6075
		β_3	2,4387	0,1595	<0,0001		
MODELO 3 $b_{aerea} = \beta_4 \cdot (s_copa)^{\beta_5}$ (Modelo dependiente de la proyección de la copa)	<i>Fagus sylvatica</i>	β_4	0,3056	0,1590	0,0705	9,3306	0,7894
		β_5	1,2369	0,1353	<0,0001		
	<i>Quercus faginea</i>	β_4	0,4227	0,0253	<0,0001	5,8950	0,7192
		β_5	1,0954	0,0391	<0,0001		
	<i>Quercus ilex</i>	β_4	0,2312	0,0293	<0,0001	6,5127	0,9187
		β_5	1,4730	0,0487	<0,0001		
	<i>Quercus pyrenaica</i>	β_4	0,1704	0,0233	<0,0001	0,7434	0,8541
		β_5	1,3382	0,0597	<0,0001		
	<i>Quercus suber</i>	β_4	1,3192	0,4839	0,0091	21,2278	0,8210
		β_5	1,0235	0,0886	<0,0001		
MODELO 4 $b_{aerea} = \beta_6 \cdot (d^2 \cdot h)^{\beta_7}$ (Modelo dependiente de $d^2 \cdot h$)	<i>Fagus sylvatica</i>	β_6	0,0574	0,0221	0,0181	3,4970	0,9704
		β_7	0,8930	0,0521	<0,0001		
	<i>Quercus faginea</i>	β_6	0,2046	0,0368	<0,0001	4,0640	0,8665
		β_7	0,7076	0,0332	<0,0001		
	<i>Quercus ilex</i>	β_6	0,0953	0,0085	<0,0001	10,2007	0,7862
		β_7	0,9023	0,0159	<0,0001		
	<i>Quercus pyrenaica</i>	β_6	0,0614	0,0044	<0,0001	0,1970	0,9897
		β_7	0,8182	0,0142	<0,0001		
	<i>Quercus suber</i>	β_6	0,0300	0,0100	0,0034	12,8420	0,8476
		β_7	0,9648	0,0434	<0,0001		
MODELO 5 $b_{aerea} = \beta_8 \cdot (BP)^{\beta_9}$ (Modelo dependiente de BP)	<i>Fagus sylvatica</i>	β_8	0,2348	0,0885	0,0162	8,7283	0,8157
		β_9	0,8453	0,0654	<0,0001		
	<i>Quercus faginea</i>	β_8	0,6570	0,0564	<0,0001	5,1971	0,7817
		β_9	0,7149	0,0306	<0,0001		
	<i>Quercus ilex</i>	β_8	0,4027	0,0353	<0,0001	9,9862	0,9064
		β_9	0,9719	0,0247	<0,0001		
	<i>Quercus pyrenaica</i>	β_8	0,1976	0,0196	<0,0001	0,5793	0,9114
		β_9	0,8957	0,0297	<0,0001		
	<i>Quercus suber</i>	β_8	—	—	—	—	—
		β_9	—	—	—		

En segundo lugar, se presenta una metodología basada en el **uso de curvas de calidad estación y modelos de biomasa por hectárea**. Esta metodología se fundamenta en (1) calcular el índice de calidad de estación para una especie dada en repoblaciones, definida como la altura media alcanzada por la plantación a una edad de referencia dada y (2) desarrollar modelos para estimarla biomasa fijada por hectárea repoblada en

función de la edad de la plantación, la densidad de la misma y el índice de calidad de estación calculado en el paso (1).

Dados los distintos patrones de crecimiento entre masas naturales y repobladas, se han construido modelos dinámicos de crecimiento en altura de la repoblación en función de la edad y de las curvas de calidad de estación para las especies seleccionadas en el presente documento, con excepción de *Fagus sylvatica* (Calama et al. 2024) (Tabla 5).

Mediante estos modelos se puede estimar la altura media de la repoblación (H_i) a una edad T_i a partir de la altura (H_j) de la repoblación a otra edad T_j , empleando una función del tipo:

$$H_i = f(T_i, T_j, H_j) \quad (\text{Ec. 1})$$

Tabla 5. Parámetros estimados según el modelo dinámico altura-crecimiento para las 4 especies seleccionadas. Fuente: Calama et al. (2024)

Especie	Modelo	a_1	a_2
<i>Q. pyrenaica</i>	$H_2 = \exp(X_0)(1 - \exp(-a_1 t_2))^{a_2 + X_0}$ $X_0 = \frac{\log(H_1) - a_2 \log(1 - \exp(-a_1 t_1))}{1 + \log(1 - \exp(-a_1 t_1))}$	0,0011	-4,9734
<i>Q. faginea</i>	$H_2 = \frac{a_1}{\left[1 - \left[1 - \frac{a_1}{H_1}\right] \left[\frac{t_1}{t_2}\right]^{a_2}\right]}$	10,3165	1,0842
<i>Q. ilex</i>	$H_2 = \exp(X_0)(1 - \exp(-a_1 t_2))^{a_2 + X_0}$ $X_0 = \frac{\log(H_1) - a_2 \log(1 - \exp(-a_1 t_1))}{1 + \log(1 - \exp(-a_1 t_1))}$	0,0035	-3,2064
<i>Q. suber</i>	$H_2 = a_2 \left[\frac{H_1}{a_2} \right]^{\left[\frac{\log(1 - \exp(a_1 t_2))}{\log(1 - \exp(a_1 t_1))} \right]}$	-0,0275	13,2061

A partir de estos modelos se puede definir el índice de calidad de estación de la repoblación (IS) como la altura media esperada de la repoblación a una edad índice de 20 años para el género *Quercus*. Este índice permite comparar el nivel de desarrollo de diferentes repoblaciones con distintas edades, siendo la base para la construcción de familias de curvas de calidad de estación.

Además, para estas mismas 4 especies, se puede realizar una estimación del crecimiento en biomasa de una repoblación (B_{total}) empleando la densidad inicial de la plantación (N), el índice de calidad de estación (IS) y la edad como variables predictoras (Calama et al. 2024) mediante la siguiente ecuación:

$$B_{\text{total}} = a_0 \cdot T^{(a_1 + a_2 \cdot N + a_3 \cdot IS)} \quad (\text{Ec. 2})$$

donde a_0 , a_1 , a_2 y a_3 son los parámetros a estimar.

Mediante estas ecuaciones se puede estimar la biomasa de una repoblación, adaptándose a las necesidades del usuario, teniendo en cuenta las diferentes escalas temporales y espaciales y los datos disponibles, pudiéndose realizar proyecciones en el tiempo de las existencias de biomasa y carbono de la repoblación (Tabla 6).

Tabla 6. Parámetros estimados para el modelo de biomasa total ($B_{total} = a_0 * T (a_1 + a_2 * N + a_3 * IS)$), en función de la edad, la densidad de plantación y el índice de sitio, tomando como edad de referencia de 20 años.

Especie	a_0	a_1	a_2	a_3
<i>Q. pyrenaica</i>	635,8	0,05333	0,00010	0,16367
<i>Q. faginea</i>	38,0	0,86443	0,00019	0,22650
<i>Q. ilex</i>	3,8	2,03002	0,00024	0,19425
<i>Q. suber</i>	82,2	0,73551	0,00048	0,17603

Asimismo, para una mayor comprensión de la metodología empleada, los modelos desarrollados así como las tipologías de muestreo en inventarios de campo y muestreos mediante sensor remoto para la verificación de la biomasa real fijada se encuentran disponibles en Pardos et al. (2025).

4.3. Factores de crecimiento y/o decrecimiento en altura o en diámetro en función del temperamento y la disponibilidad de luz en la estimación *ex post*.

Uno de los principales factores que limitan el crecimiento de las plantas durante su ciclo de vida es la luz (Lambers et al., 2008). La luz es un factor ambiental heterogéneo que influye en el crecimiento y la supervivencia de las plantas, así como en las interacciones competitivas dentro del bosque. En el complejo de las masas forestales se producen gradientes de luz por lo que todas las plantas están expuestas a, al menos, cierto grado de sombra durante su vida. Así, la tolerancia o temperamento a la sombra es uno de los atributos clave necesarios para predecir de manera realista la dinámica forestal (Valladares y Niinemets, 2008). La teoría de la tolerancia a la sombra sugiere que existen adaptaciones fisiológicas y de crecimiento específicas de cada especie que influyen en su capacidad para sobrevivir y crecer a diferentes niveles de insolación (Kobe y Coates, 1997). En líneas generales, la capacidad de colonizar ambientes de sombra se ha vinculado con una mayor supervivencia en condiciones de poca luz, en lugar de un mayor crecimiento (Walters y Reichy, 1999). La tolerancia a la sombra está vinculada a patrones con estrategias conservadoras en la asimilación de carbono y en el uso de recursos (Bazzaz, 1979). Este marco es especialmente importante en las prácticas contempladas en el presente documento, en donde se realizan plantaciones bajo un dosel adulto ya establecido (densificación o plantaciones de enriquecimiento), donde en función de la fracción de cabida cubierta del mismo, existen condiciones cambiantes de disponibilidad de luz.

La fracción de cabida cubierta (FCC) es un índice de espesura que cuantifica la parte de la superficie total del rodal que está cubierta por la proyección de copas del arbolado (Serrada, 2011). Este índice puede definir la cantidad de luz que llega al sotobosque y al suelo mediante una relación inversamente proporcional: una FCC alta significa que la luz solar es filtrada o bloqueada por las copas, reduciendo la luz disponible para el sotobosque y el suelo. Para la estimación de la cantidad de luz disponible sobre las densificaciones y plantaciones de enriquecimiento, se emplean las siguientes clasificaciones de FCC:

- FCC < 20 %. Incluye las situaciones que van desde monte desarbolado hasta monte disperso o ralo con mucho espacio entre árboles. Alta insolación sobre el suelo dado el ambiente de luz propio de espacios abiertos.
- $20 \leq \text{FCC} < 70$ %. Incluye situaciones de terreno arbolado con una densidad intermedia. Insolación intermedia sobre suelo y sotobosque.

- FCC ≥ 70 %. Incluye situaciones de alta densidad arbórea que dan lugar a espesuras incompletas (sin tangencia completa de copas) hasta espesuras completas (próximas a tangencia de copas). Baja luz disponible sobre el suelo y el sotobosque (situaciones de sombra).

A partir de la definición del temperamento de las especies forestales definidas en el presente documento (*Quercus faginea*, *Quercus ilex*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus suber* y *Fagus sylvatica*) (Tabla 7), y según la clasificación empleada por el índice de la FCC para atender a la disponibilidad de luz, se procede a elaborar un listado, a partir de la literatura existente sobre el crecimiento de masas forestales bajo un dosel dominante, para aportar ciertos factores de crecimiento o decrecimiento en diámetro y/o en altura en función de la tolerancia y la disponibilidad de luz (Tabla 8).

Tabla 7. Tipos de temperamento o tolerancia de las especies forestales por las que se desarrollan modelos de estimación de carbono en densificaciones y plantaciones de enriquecimiento. Fuente: Serrada et al. (2008).

Especie	Temperamento			
	De luz	De media luz	De media sombra	De sombra
<i>Fagus sylvatica</i>				X
<i>Quercus faginea</i>		X		
<i>Quercus ilex</i>	X			
<i>Quercus pyrenaica</i>		X		
<i>Quercus suber</i>		X		

Estos factores quedarán únicamente aplicados a las ecuaciones alométricas de biomasa individual empleadas para la estimación *ex post* (sección 4.2). En concreto serán empleadas las ecuaciones del Modelo 1 (variable individual de diámetro), Modelo 2 (variable individual de altura) y el Modelo 4 (variable combinada de altura y diámetro). La elección de uno u otro modelo dependerá de la disponibilidad de las variables existentes en la literatura para cada especie. Los factores añadidos a la ecuación del Modelo 4 ofrecen resultados más ajustados a la realidad de crecimiento en diferentes condiciones de luz ante los comportamientos dispares entre altura y diámetro. Por ejemplo, las especies con un temperamento más robusto en situaciones de baja irradiación presentan estrategias de evitación a la sombra, fomentando un crecimiento en altura para alcanzar estratos superiores en el dosel. A plena luz solar, la inversión en diámetro es mayor en detrimento de la altura (Chen y Klinka, 1998; Gaudio et al., 2011; Sevillano et al., 2016).

La inclusión de los factores de crecimiento con respecto al diámetro (Fd) y la altura (Fh) en las ecuaciones alométricas de biomasa individual que serán empleadas para el cálculo de la biomasa en las densificaciones y plantaciones de enriquecimiento siguen las siguientes expresiones:

$$b_{\text{aerea}} = [\beta_0 \cdot (d)^{\beta_1}] \cdot (Fd)^2 \quad \text{Modelo 1}$$

$$b_{\text{aerea}} = [\beta_2 \cdot (h)^{\beta_3}] \cdot Fh \quad \text{Modelo 2}$$

$$b_{\text{aerea}} = [\beta_6 \cdot (d^2 h)^{\beta_7}] \cdot [(Fd)^2 \cdot Fh] \quad \text{Modelo 4}$$

Los factores de crecimiento (Fd y Fh) han sido obtenidos a partir de la literatura específica para cada especie en relación con la respuesta del crecimiento en diámetro y en altura a un gradiente de condiciones de luz en plántulas:

- Para *Quercus ilex* se ha utilizado Gómez–Aparicio et al. (2006) y Sánchez–Gómez et al. (2006).
- Para *Quercus pyrenaica* se ha utilizado Gómez–Aparicio et al. (2006).
- Para *Quercus suber* se ha utilizado Cardillo y Bernal (2006).
- Para *Quercus suber* se ha utilizado Sánchez–Gómez et al. (2006).
- Para *Fagus sylvatica* se ha utilizado Kunstler et al. (2005), Beaudet y Messier (1998), y Sevillano et al. (2016).

Para la construcción de los factores de crecimiento se ha llevado a cabo una normalización del crecimiento en diámetro (cm/año) y altura (m/año) de los datos de la literatura, teniendo en cuenta que las ecuaciones alométricas de biomasa individual *ex post* están diseñadas para mediciones bajo una FCC < 20 % (alta insolación sobre el suelo dado el ambiente de luz propio de espacios abiertos). Esta condición implica que los valores de ambos factores para dicha FCC se tomen como 1 (Ecuación 1):

$$F_{FCC < 20\%} = \frac{d \left(\frac{cm}{año} \right)_{FCC < 20\%} o h \left(\frac{m}{año} \right)_{FCC < 20\%}}{d \left(\frac{cm}{año} \right)_{FCC < 20\%} o h \left(\frac{m}{año} \right)_{FCC < 20\%}} = 1 \quad (\text{Ec. 1})$$

Partiendo de esta condición inicial, la normalización para la obtención de los factores para el resto de clasificaciones de la FCC se realiza empleando como común denominador el valor de diámetro y/o de altura obtenido de la literatura específica para la FCC < 20 % (Ecuación 2 y Ecuación 3). Para la obtención del factor de diámetro o altura para una $20 \leq FCC < 70 \%$ se ha de utilizar como numerador los valores de diámetro o altura para ese grado de insolación (Ecuación 2). Para la obtención del factor de diámetro o altura para una $FCC \geq 70 \%$ se ha de utilizar como numerador los valores de diámetro o altura para ese grado de insolación (Ecuación 3).

$$F_{20 \leq FCC < 70\%} = \frac{d \left(\frac{cm}{año} \right)_{20 \leq FCC < 70\%} o h \left(\frac{m}{año} \right)_{20 \leq FCC < 70\%}}{d \left(\frac{cm}{año} \right)_{FCC < 20\%} o h \left(\frac{m}{año} \right)_{FCC < 20\%}} \quad (\text{Ec. 2})$$

$$F_{FCC \geq 70\%} = \frac{d \left(\frac{cm}{año} \right)_{FCC \geq 70\%} o h \left(\frac{m}{año} \right)_{FCC \geq 70\%}}{d \left(\frac{cm}{año} \right)_{FCC < 20\%} o h \left(\frac{m}{año} \right)_{FCC < 20\%}} \quad (\text{Ec. 3})$$

No se realiza ninguna diferenciación en la formulación para la obtención de los factores de diámetro y los factores de altura porque ambos se obtienen siguiendo la misma metodología. Para la obtención de los factores de diámetro se han empleado los valores de crecimiento radial en cm/año y para la obtención de los factores de altura se han empleado los valores de crecimiento longitudinal en m/año de la literatura ya mencionada.

Los factores de diámetro y altura obtenidos en función de los porcentajes de FCC tras la aplicación de la metodología desarrollada cuyos valores han sido obtenidos a partir de la literatura se expresan en la Tabla 8. Para las especies que han contado con más de un artículo, el valor del diámetro y la altura para cada FCC se han calculado como el promedio. Estos factores deberán de ser aplicados en las expansiones de las ecuaciones de estimación de biomasa *ex post* de los Modelos 1, 2 y 4 para la obtención de la biomasa de la densificación y plantaciones de enriquecimiento.

Tabla 8. Factores de crecimiento y decrecimiento en diámetro (Fd) y/o en altura (Fh) por las que se desarrollan modelos de estimación de carbono ex post de biomasa de árbol individual en densificaciones y plantaciones de enriquecimiento en función de su temperamento y disponibilidad de luz bajo el dosel (definido por la FCC).

	Fracción de cabida cubierta (FCC)		
	FCC < 20%	20 ≤ FCC < 70 %	FCC ≥ 70 %
Especie	Factor diámetro (Fd)		
<i>Fagus sylvatica</i>	1,00	0,74	0,57
<i>Quercus faginea</i>	1,00	1,10	1,25
<i>Quercus ilex</i>	1,00	0,50	0,66
<i>Quercus pyrenaica</i>	–	–	–
<i>Quercus suber</i>	1,00	0,75	0,58
	Fracción de cabida cubierta (FCC)		
	FCC < 20%	20 ≤ FCC < 70 %	FCC ≥ 70 %
Especie	Factor altura (Fh)		
<i>Fagus sylvatica</i>	1,00	0,93	0,68
<i>Quercus faginea</i>	–	–	–
<i>Quercus ilex</i>	1,00	1,25	1,44
<i>Quercus pyrenaica</i>	1,00	1,20	1,60
<i>Quercus suber</i>	1,00	1,13	1,37

4.4. Aplicación de los factores de crecimiento y/o decrecimiento en altura o en diámetro a la estimación ex ante de la biomasa fijada en una densificación o plantación de enriquecimiento.

Una vez identificados los factores de modificación del crecimiento en altura y diámetro asociados con el nivel de cobertura del dosel es posible realizar una estimación *ex ante* de la biomasa por hectárea fijada asociada a una labor de plantación de densificación o enriquecimiento, transcurrido un tiempo *t*.

Para ello se van a combinar las ecuaciones de estimación *ex ante* de biomasa fijada (sección 4.1.) por una repoblación con los factores de crecimiento – decrecimiento calculados a partir de la bibliografía (sección 4.4). Se realizará la estimación *ex ante* de biomasa, asumiendo que la plantación de densificación o enriquecimiento se realizase en terreno no poblado (es decir, como si fuese una *primera repoblación*), y se multiplicará por el coeficiente de modificación disponible para la especie y la cobertura de arbolado adulto, de acuerdo a la siguiente tabla (Tabla 9):

Tabla 9. Relaciones para los factores de crecimiento – decrecimiento estipulados para la aplicación en las estimaciones *ex ante* de la biomasa por hectárea fijada.

Factor disponible	Coeficiente de modificación
Factor de diámetro (Fd)	[Fd ²]
Factor de altura (Fh)	[Fh]
Fd y Fh	[Fd ² · Fh]

Ejemplo de aplicación

Se quiere estimar *ex ante* la biomasa y C atmosférica fijado en una plantación de enriquecimiento de un pinar de *Pinus pinaster* maduro (80 años), con síntomas de decaimiento y una fracción de cabida cubierta del 50%, en Oropesa (Toledo), transcurridos 20 años desde la plantación. En la plantación se van a introducir bajo cubierta 400 plantas/ha de *Quercus suber*.

Paso 1. Estimación de la biomasa (parte aérea que fijarían 400 plantas/ha de Quercus suber en terreno abierto:

Se emplea la ecuación *ex ante* de la ficha correspondiente al *Quercus suber* (sección 4.1).

$$B_{tot_{ha}} = [a_0 + a_1 N] \cdot edad^{[b_0 + b_1 x_{cl} + b_2 N]}$$

Código	R ² adj	AIC	x _{cl1}	a ₀	a ₁	b ₀	b ₁	b ₂
46_pp	80,22%	1437,7	pp_m	62,0801	-0,0350	0,9141	0,00107	0,00102

donde N = 400; x_{cl} = precipitación media anual Oropesa = 671, 6 mm; edad= 20 años
=> B_{tot_ha}= 21727 kg M.S./ha.

Paso 2. Calculamos coeficiente de modificación:

De acuerdo a la Tabla 8, una plantación de *Quercus suber* bajo una cubierta con FCC = 50% sufre una merma en el crecimiento en diámetro de Fd = 0,75, y un incremento en altura de Fh = 1,13 respecto a una plantación a plena luz. Al disponer de ambos factores, el coeficiente de modificación viene dado por el producto

$$[Fd]^2 \cdot [Fh] = (0,75)^2 \cdot 1,13 = 0,6356$$

Paso 3. Cálculo de la biomasa estimada

Procedemos a multiplicar el coeficiente de corrección por la biomasa estimada sin cobertura:

$$B_{tot_{ha_corregida}} = 0,6356 \cdot 21727 = \mathbf{13810 \text{ kg M.S./ha}}$$

5. Referencias

- Bazzaz, F.A. (1979). The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology & Systematics*, 10, 351–371.
- Beaudet, M., y Messier, C. (1998). Growth and morphological responses of yellow birch, sugar maple, and beech seedlings growing under a natural light gradient. *Canadian Journal of forest research*, 28(7), 1007–1015.
- Calama R., García M., González–Gaarslev D., López–Senespleda E., Madrigal G., Pardos M., del Río M., Ruiz–Peinado R., y Menéndez–Miguélez M. (2025). *Herramientas para la estimación ex ante de biomasa fijada por repoblaciones, en función de la edad, ubicación y densidad, para las principales especies y grupos de especies forestales*. Madrid: ICIFOR, INIA–CSIC.
- Calama, R., Madrigal, G., del Río, M., López–Senespleda, E., Pardos, M., Ruiz–Peinado, R., y Menéndez–Miguélez, M. (2024). Dynamic height growth equations and site index–based biomass models for young native species afforestations in Spain. *Forests*, 15(5), 827.
- Calama, R., y Ruíz–Fernández, F., Menéndez–Miguélez, M., Madrigal, G., García–Calama, T., y Pardos, M. (2022). Nuevos modelos para estimación de biomasa y CO₂ fijado en plantaciones de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus nitens* en Galicia. *Actas del 8º Congreso Forestal Español*. Lleida: Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Cardillo, E., y Bernal, C. J. (2006). Morphological response and growth of cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings at different shade levels. *Forest Ecology and Management*, 222(1–3), 296–301.
- Carnicer, J., Coll, M., Ninyerola, M., Pons, X., Sanchez, G., y Penuelas, J. (2011). Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change–type drought. *PNAS*, 108(4), 1474–1478.
- Chen, H. Y., y Klinka, K. (1998). Survival, growth, and allometry of planted *Larix occidentalis* seedlings in relation to light availability. *Forest Ecology and Management*, 106 (2–3), 169–179.
- Clark, J.S., Beckage, B., Camill, P., Cleveland, B., Hillerislambers, J., Lichter, J., McLachlan, J., Mohan, J. y Wyckoff, P. (1999). Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany*, 86, 1–16.
- Díaz, M. (2014). Distribución del arbolado y persistencia a largo plazo de las dehesas: patrones y procesos. *Ecosistemas*, 23(2), 5–12.
- Gaudio, N., Balandier, P., Perret, S., y Ginisty, C. (2011). Growth of understorey Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) saplings in response to light in mixed temperate forest. *Forestry*, 84(2), 187–195.
- Gómez–Aparicio, L., Valladares–Ros, F., y Zamora–Rodríguez, R. (2006). Differential light responses of Mediterranean tree saplings: linking ecophysiology with regeneration niche in four co–occurring species.

- González-Rodríguez, V., Barrio, I.C. y Villar, R. (2012). Within-population variability influences early seedling establishment in four Mediterranean oaks. *Acta Oecologica*, 41, 82–89.
- Hartmann, H., Bastos, A., Das, A.J., Esquivel-Muelbert, A., Hammond, W.M., Martínez-Vilalta, J. y Allen, C.D. (2022). Climate change risks to global forest health: emergence of unexpected events of elevated tree mortality worldwide. *Annual Review of Plant Biology*, 73(1), 673–702.
- Hartmann, H., Moura, C.F., Anderegg, W.R., Ruehr, N.K., Salmon, Y., Allen, C.D., y O'Brien, M. (2018). Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. *New Phytologist*, 218(1), 15–28.
- Herrera, J. (1995). Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber*). *Forest Ecology and Management*, 76, 197–201.
- Jordano, P. (2001). *Conectando la ecología de la reproducción con el reclutamiento poblacional de plantas leñosas Mediterráneas. Aspectos ecológicos y funcionales de los ecosistemas mediterráneos*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Kobe, R.K., y Coates, K.D. (1997). Models of sapling mortality as a function of growth to characterize interspecific variation in shade tolerance of eight tree species of northwestern British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 27, 227–236.
- Kunstler, G., Curt, T., Bouchaud, M., y Lepart, J. (2005). Growth, mortality, and morphological response of European beech and downy oak along a light gradient in sub-Mediterranean forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(7), 1657–1668.
- Lambers, H., Chapin, I.F.S., Chapin, F.S., y Pons, T.L. (2008). *Plant physiological ecology*. Springer: New York.
- McDowell, N.G., Sapes, G., Pivovarov, A., Adams, H., Allen, C.D., et al. (2022). Mechanisms of woody plant mortality under rising drought, CO₂, and vapor pressure deficit. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(5), 294–308.
- Menéndez-Miguélez, M., Álvarez-Álvarez, P., Pardos, M., Madrigal, G., Ruiz-Peinado, R., López-Senespleda, E., Pardos, M., y Calama, R. (2023). Development of tools to estimate the contribution of young sweet chestnut plantations to climate-change mitigation. *Forest Ecology and Management*, 530, 120761.
- Menéndez-Miguélez, M., Calama, R., Del Río, M., Madrigal, G., López-Senespleda, E., Pardos, M., y Ruiz-Peinado, R. (2022). Species-specific and generalized biomass models for estimating carbon stocks of young reforestation. *Biomass and Bioenergy*, 161, 106453.
- MITECO (2022). *Mapas de formaciones arboladas*. En línea. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/formaciones_arboladas.html [Consultado: 30/11/2025].
- Muñoz, A., y Bonal, R. (2011). Linking seed dispersal to cache protection strategies. *Journal of Ecology*, 99(4), 1016–1025.

- Olmo Prieto, M., Navarro Cerrillo, R. M., y Villar Montero, R. (2017). *Regeneración del arbolado en la dehesa*. LifeBioDEHESA.
- Pardos, M., Menéndez–Miguélez, M., Ruiz–Peinado, R., López–Senespleda, E., del Río, M., Madrigal, G., González, D., y Calama, R. (2025). *Ecuaciones alométricas para estimación ex post del carbono (C) fijado en proyectos de absorción por repoblación forestal*. Informe inédito. Madrid: ICIFOR, INIA–CSIC.
- Pulido, F. (2002). Plant reproductive biology and conservation: the case of temperate and subtropical oak forest regeneration (*Quercus spp.*). *Revista Chilena de Historia Natural*, 75, 5–15.
- Pulido, F. y Picardo, A. (2010). *Libro verde de la dehesa*. Madrid: Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF).
- Pulido, F., McCreary, D., Cañellas, I., McClaran, M., y Plieninger, T. (2013). *Oak regeneration: ecological dynamics and restoration techniques*. Dordrecht: Mediterranean Oak Woodland Working Landscapes.
- Ruíz–Peinado, R, del Río, M., y Montero, G. (2011). New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems*, 20, 176–188.
- Ruíz–Peinado, R., Montero, G., y del Río, M., (2012). Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest Systems*, 21, 42
- Sánchez–Gómez, D., Valladares, F., y Zavala, M. A. (2006). Performance of seedlings of Mediterranean woody species under experimental gradients of irradiance and water availability: trade–offs and evidence for niche differentiation. *New phytologist*, 170(4).
- Serrada, R. (2011). *Apuntes de Silvicultura*. Madrid: EUITF.
- Serrada, R., Montero, G., y Reque, J. A. (2008). *Compendio de Silvicultura Aplicada de España*. Madrid: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria y Ministerio de Ciencia e Innovación.
- Sevillano, I., Short, I., Grant, J., y O'Reilly, C. (2016). Effects of light availability on morphology, growth and biomass allocation of *Fagus sylvatica* and *Quercus robur* seedlings. *Forest Ecology and Management*, 374, 11–19.
- Sinclair, W.A., y Hudler, G.W. (1988). Tree declines: Four concepts of causality. *Arboriculture & Urban Forestry*, 14(2), 29–35.
- Valladares, F. (2004). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Valladares, F., y Niinemets, Ü. (2008). Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 237–257.
- Walters, M.B., y Reichy, P.B. (1999). Low–light carbon balance and shade tolerance in the seedlings of woody plants: do winter deciduous and broad–leaved evergreen species differ? *New Phytol*, 143, 143–154.
- Weed, A.S., Ayres, M.P., y Hicke, J.A. (2013). Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. *Ecological Monographs*, 83(4), 441–470.